

Nuevo depósito de agua bruta de la ETAP de Villa Azul (EMACSA-Córdoba). Ventajas aportadas a la explotación

►►► Rafael Marín Galvín[*], Juan Carlos Gómez Montes, Magdalena de la Fuente Darder, M^º del Mar González Jiménez y Enrique Merino Naz
Empresa Municipal de Aguas de Córdoba, S.A.; www.emacsa.es
[*] Jefe de Control de Calidad y Gestión de Sistemas (EMACSA)

INTRODUCCIÓN

En septiembre de 2015 comenzó a prestar servicio el nuevo Depósito de Agua Bruta (DAB) instalado en cabecera de planta de la ETAP de Villa Azul (EMACSA-Córdoba), como una nueva primera fase del tratamiento aplicado. Se trata de una instalación abierta totalmente en su parte superior, con una capacidad de 30.000 m³ y dotada de un único punto de entrada de aguas y otro de salida. En el interior del DAB existe un sistema de tabicado para conseguir la máxima circulación del agua dentro del mismo dentro de un sistema convencional de flujo pistón.

El proyecto y posterior realización de esta infraestructura intentaba responder a varios requerimientos surgidos en la explotación habitual de la ETAP:

- Disponer de un sistema adicional de almacenamiento de agua en la planta, ante posibles incidencias que pudieran alterar el régimen normal de funcionamiento.

- Optimizar el proceso de pre-oxidación del agua, llevado a cabo con KMnO₄ y/o ClO₂ que con la línea de proceso anterior no lograba rendimientos adecuados, en especial en el caso del permanganato potásico, al existir un déficit de tiempo de reacción.

- Favorecer la eficiencia del proceso de adsorción mediante CAP (carbón activo en polvo) usado ante episodios de aparición de compuestos orgánicos de síntesis y metabolitos algales y biológicos en general.

- Propiciar una aireación adicional del agua bruta antes de entrada en planta, la cual tras su vehiculación en carga desde la fuente habitual de captación (embalse del Guadalmeñato, situado a 25 kilómetros) experimentaba un descenso en su nivel de O₂ disuelto con el posible incremento asociado de gases con potencial incidencia organoléptica posterior.

- Evaluar la posible incidencia del nuevo sistema como potenciador de los rendimientos de globales de sedimentación-decantación conseguidos posteriormente en la ETAP.

Dicho esto, se presentan a continuación los resultados obtenidos en la operativa del DAB desde su puesta en marcha en septiembre de 2015 hasta junio de 2017 (ambos inclusive) comparándolos con los relativos al período enero-2012 a junio 2015 como referencia.

DESCRIPCIÓN DE LA INSTALACIÓN (DAB)

El nuevo Depósito de Agua Bruta de la ETAP de Villa Azul se ha ejecutado dentro de un Proyecto Cofinanciado por la UE con cargo a los fondos FEDER 2007-2013, y en él están involucrados la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (MAPAMA), el Ayuntamiento de Córdoba y la propia EMACSA. En su construcción se han invertido casi 3 millones de euros.

El DAB, con una capacidad de 30.000 m³ como se indicó más arriba, está abierto al aire libre y se ha construido en planta rec-



Fotografía 1: Vistas del DAB, lleno (izqda.) y estructura interna (dcha.)



Fotografía 2: Válvula de entrada de agua al DAB (acero inoxidable AISI-316).

tangular y unas dimensiones de 110 m x 55 m (Fotografía 1). Se halla asentado sobre solera de hormigón armado con una pendiente transversal del 1%, teniendo los muros exteriores una anchura de 50 cm. Está conformado con un sistema de muros interiores (30 cm de anchura) que permiten un flujo completo de agua en su interior favoreciendo la circulación

dentro de un sistema de flujo pistón clásico (Fotografía 1, dcha.).

Para el vaciado total del DAB se cuenta con cinco puntos además de un aliviadero de emergencia antes episodios imprevistos de deficiente equilibrado de entrada/salida de agua. Todas las válvulas existentes se han ejecutado en acero inoxidable AISI-316 (Fotografía 2).

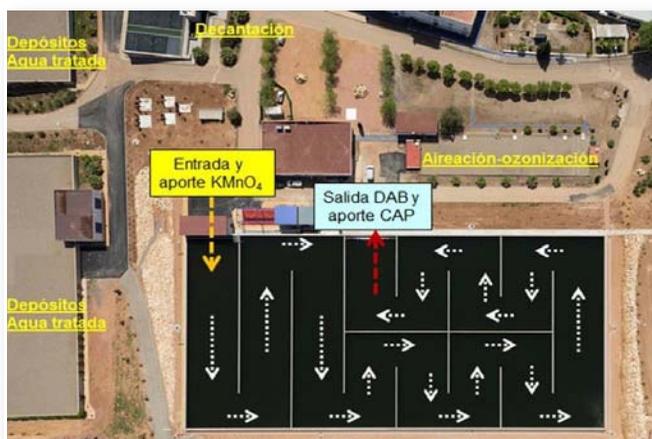


Figura 1: Flujo de agua en el DAB.



Fotografía 3: Aporte de permanganato potásico (entrada DAB).



Figura 2: Evolución de color en entrada a DAB vs. salida agua tratada en la ETAP.

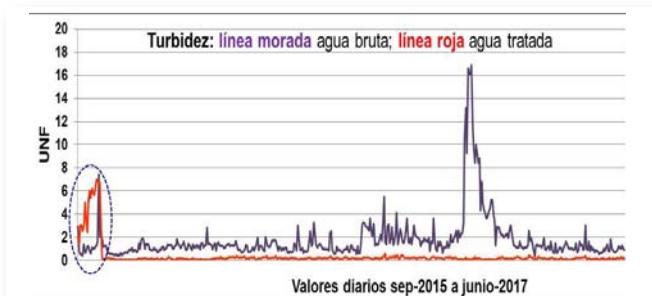


Figura 3: Evolución de turbidez en entrada a DAB vs. salida agua tratada en la ETAP.



Fotografía 4: Aporte de carbón activo en polvo (salida DAB).

Como se apuntó anteriormente, el DAB recibe el agua bruta procedente del embalse de Guadalmellato, a través de dos conducciones (una en carga y la otra por gravedad) y a su llegada se procede a la dosificación de KMnO_4 que es la primera fase del tratamiento global que recibe el agua en la ETAP (Fotografía 3). Las dosis operativas llegan hasta 10 kg/h , lo que supone algo más de 3 g/m^3 a caudal medio.

A la salida del DAB y antes de su ingreso en las cámaras de aireación-ozonización se ha

instalado una dosificación de carbón activo en polvo (CAP) ante incidencias de compuestos orgánicos de síntesis o presencia de metabolitos algales y biológicos en general (Fotografía 4). Las dosis operativas llegan hasta 225 kg/h , lo que supone más de 60 g/m^3 a caudal medio de explotación.

Para terminar este apartado, la Figura 1 recoge el flujo de entrada y el movimiento del agua en el interior del DAB, así como el punto de salida de la misma hacia aireación-ozonización.

RESULTADOS PRÁCTICOS OBTENIDOS EN LA EXPLOTACIÓN

El seguimiento llevado a cabo y presentado en este trabajo se ha dilatado desde septiembre de 2015 a junio de 2017 (el DAB continúa su normal operativa desde entonces sin ningún tipo de incidencias reseñables) debiendo hacerse notar que la optimización en el funcionamiento de la instalación se consiguió tras un período del orden de 1 mes, durante el cual las características del agua bruta tras su paso por el mismo se resintieron. Durante este intervalo de tiempo puede hablarse de un cierto período de maduración en la instalación.

La evolución de color y turbidez de todo el período de estudio puede observar en las Figuras 2 y 3 donde se denota la fase de maduración con las dos zonas marcadas en líneas discontinuas. Tras

un mes aproximadamente se alcanzan unas condiciones de funcionamiento constantes y un mantenimiento de los valores de color y turbidez homogéneos y dentro de norma (RD 140/2003).

Incremento de disponibilidad de caudales de agua en el abastecimiento

Tras su puesta en marcha, la capacidad del DAB supone, en término medio, un incremento de suministro en la ETAP ante incidencias, del orden del 40%, es decir, unas 10 horas de funcionamiento de la planta sin suministro de agua bruta convencional.

Asimismo y computando el total de agua disponible en planta (DAB y agua tratada y almacenada en depósitos) el DAB ha supuesto el incremento de un 26% en el volumen total de agua en la ETAP, potenciando la seguridad de la planta en cuanto a la cantidad de agua

para el consumo de la ciudad de Córdoba.

Reoxigenación del agua bruta

Por su parte, la reoxigenación del agua bruta del embalse se ha cifrado en el período estudiado en un 5% lo que está relacionado con el incremento del pH que se cifró en 0,2 unidades. El aumento de O₂ disuelto es beneficioso en orden a la minimización de los contenidos en otros gases no deseables, caso de S=, mercaptanos, aminas, etc. ligados a situaciones de anoxia en el agua bruta.

Si comparamos estos datos con la evolución del O₂ disuelto antes de la puesta en marcha del DAB, que implicaban una desoxigenación del agua desde la fuente de captación hasta la ETAP del 15%, la situación ha cambiado sustancialmente.

Evolución de color y turbidez

En relación a los rendimientos de tratamiento logrados con la puesta en funcionamiento del DAB, se ha logrado un valor medio de color en agua tratada de 2,4 mg/L de Pt-Co y una reducción frente a agua bruta del 70% (en-

trada, 8 mg/L Pt-Co). La turbidez media en agua tratada se cifró en 0,15 UNF y la reducción fue del 92% (entrada, 1,8 UNF) (Figuras 2 y 3).

Comparando estos datos con los obtenidos durante el período de referencia (enero-2.012 a junio-2.015) con reducciones del 84% en color y 96% en turbidez, y si bien en principio los rendimientos son más bajos, hay que tener en cuenta que color y turbidez en entrada fueron de 15 mg/L Pt-Co y 4,9 UNF, y los de agua tratada 2,4 mg/L Pt-Co y 0,18 UNF, con lo que la calidad del agua tratada se mantiene en ambos períodos estudiados al límite práctico de la efectividad de la ETAP.

Evolución de Fe y Mn

Como parámetros importantes en nuestro caso, la reducción de Fe y Mn fue del 94% y 96% respectivamente, con valores medios en agua tratada inferiores al LC, respectivamente, de <5 µg/L del primero y de <10 µg/L del segundo. En las Figuras 4 y 5 se recoge la evolución de ambos parámetros durante el período investigado.



Figura 4: Evolución de hierro en entrada a DAB vs. salida agua tratada en la ETAP.

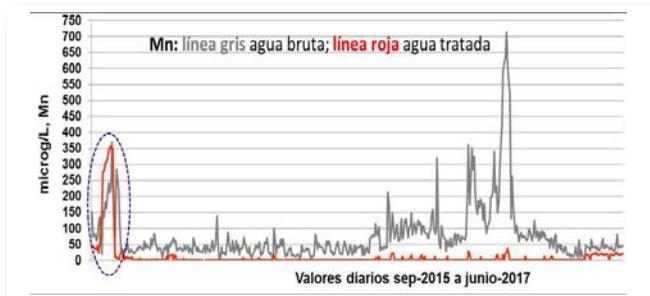


Figura 5: Evolución de manganeso en entrada a DAB vs. salida agua tratada en la ETAP.

Tabla 1: Dosis medias de reactivos de tratamiento aplicados en la ETAP en g/m³ (valores medios).

REACTIVO	ENE-2.012 A JUN-2.015	SEP-2.015 A JUN-2.017
KMNO ₄ (SÓLIDO)	0,16	0,11
CLO ₂ (CLORO Y CLORITO SÓDICO)	0,30	0,10
CARBÓN ACTIVO EN POLVO (CAP)	0,10	0,00
COAGULANTE (POLICLORURO DE ALUMINIO)	34,7	28,1
CLORO (GAS)	2,4	2,8
AMONIACO (GAS)	0,52	0,52

El funcionamiento del tratamiento completo es óptimo y como resumen, las variaciones en agua bruta apenas generan modificaciones en los contenidos en el agua ya tratada. A destacar las ocurridas durante noviembre 2.016 a enero de 2.017, con puntas notables de Fe y Mn que fueron totalmente eliminadas en la ETAP.

Por otro lado, los datos de referencia marcaban reducciones de Fe del 96% y de Mn del 98%, prácticamente sin variación para los ya referidos y en el límite práctico de rendimiento del sistema.

Evolución de materia orgánica y generación de THM

La concentración media de materia orgánica (oxidabilidad al permanganato) en agua bruta durante el período testado fue de 3,0 mg/L mientras que en agua tratada resultó un 30% más baja, de 2,1 mg/L. Como comparación con los datos de referencia, entonces el rendimiento fue del 37% con valores de entrada de 3,7 mg/L y de salida de 2,3 mg/L.

A este respecto, si bien el rendimiento de reducción de M.O. resultó algo inferior con el DAB, la concentración de salida también lo fue, en concreto un 10%, por lo cual puede concluirse que en principio la situación ofreció una ligera mejora aunque habría que señalar que asimismo la concentración de M.O. en agua bruta también fue más baja.

Con respecto a la generación final de THM en agua tratada, la concentración medida en salida de ETAP fue de 9 µg/L, mientras que la del período de referencia re-

sultó ser superior, 12 µg/L, en todo caso en ambos períodos notoriamente bajas y sensiblemente inferiores a las establecidas en el RD 140/2003 (100 µg/L). Estos valores más bajos corresponden con las concentraciones paralelamente más bajas de materia orgánica registrada en agua tratada con la operativa práctica llevada a cabo con el DAB.

Finalmente, no se registraron incidencias en el agua bruta suficientemente dilatadas en el tiempo de compuestos orgánicos ni metabolitos de algas u otros biológicos, con lo que no se tienen datos sobre el aspecto de la dosificación de CAP (carbón activo en polvo) con el nuevo sistema.

Dosificación de reactivos

Las dosificaciones de reactivos de tratamiento durante el período investigado se presentan en la Tabla 1, dcha., y en columna central los valores de referencia. Se emplearon KMnO₄ y/o ClO₂, o Cl₂ (en alguna ocasión) para pre-oxidación, policloruro de aluminio en coagulación-floculación, y cloro y amoníaco en desinfección para generación de cloraminas, no requiriéndose de ajuste de pH ni en agua bruta ni en agua tratada ni utilización de carbón activo en polvo.

A este respecto, la generación de ClO₂ empleó cloro gas y clorito sódico líquido del 25% en una relación de 0,67 kg de cloro y 4,43 L de clorito sódico para generar 1 kg de dióxido. Por su parte, la generación de cloraminas para desinfección usó una relación de 1 kg de amoníaco y 4,5 a 5 kg de cloro.

Comparadas con los datos de explotación de enero-2012 a junio-2015 se han observado disminuciones en las dosis de KMnO_4 (-31%), reducciones mucho más importantes de dióxido (-67%), detectándose además una notable disminución en las de coagulante (-19%) y no llegando a emplearse el CAP por ausencia de fitosanitarios en el agua bruta. Por su parte, las dosis de amoníaco apenas variaron mientras las de cloro se incrementaron en un 17%.

Como primera valoración de los datos obtenidos, la notable reducción de coagulante puede relacionarse con el efecto decantador del DAB, lo cual posibilitaría la eliminación de parte de los coloides y sólidos sedimentables e incluso en suspensión del agua bruta, antes de que estos llegasen a la fase de Decantación en la ETAP. La mejora lograda en este aspecto es destacable.

Por otro lado, los contenidos en Mn e Fe del agua bruta son los que definen la utilización bien de KMnO_4 bien de ClO_2 en nuestra ETAP para la reducción de aquellos, al tratarse de los problemas normalmente más habituales en la explotación. Así y antes de la puesta en marcha del DAB, para contenidos en Mn en agua bruta de hasta $\approx 200 \mu\text{g/L}$ o de Fe de hasta $\approx 400 \mu\text{g/L}$ se aplicaba KMnO_4 , si bien a dosis inferiores a $0,2\text{-}0,25 \text{ g/m}^3$ puesto que dosis más altas implicaban problemas de residuales del reactivo incluso en agua en salida de filtros, lo cual se trasladaba al agua tratada al no existir suficiente tiempo de reacción entre reactivo y agua. No obstante, respetando estos niveles, el resultado era óptimo (Fe $<5 \mu\text{g/L}$; Mn $<10 \mu\text{g/L}$).

Para concentraciones de Mn $>200 \mu\text{g/L}$ o de Fe $>400 \mu\text{g/L}$ ya se empleaba ClO_2 con dosis entre $0,6 \text{ g/m}^3$ y $1,5 \text{ g/m}^3$ en función del contenido concreto en agua bruta, con lo cual los resultados de eliminación de Mn e Fe eran totalmente idóneos (Fe $<5 \mu\text{g/L}$; Mn $<10 \mu\text{g/L}$).

Con la puesta en servicio del DAB se puede emplear KMnO_4 en

dosis más altas, de hasta $0,4\text{-}0,5 \text{ g/m}^3$, sin problemas de residuales posteriores, con lo cual todo el espectro de tratamiento que antes se hacía con ClO_2 (más caro) se puede asumir con KMnO_4 , reservando el ClO_2 para concentraciones altas de Mn-Fe. Asimismo, otra ventaja adicional del KMnO_4 es la de ser un reactivo más limpio, que no genera subproductos de tratamiento, como en el caso del ClO_2 en que se generan ClO_3^- y existen residuales de ClO_2^- asociados.

Considerando que el coste de la dosificación del KMnO_4 en la ETAP es de $0,00339 \text{ €}$ por g/m^3 y que el del ClO_2 es de $0,00453 \text{ €}$ por g/m^3 se infiere una ventaja económica derivada de la puesta en servicio del DAB con un 25% de reducción de costes a igualdad de dosis, además de una ventaja técnica en el tratamiento aplicado con una mayor flexibilidad operativa.

EXPLORACIÓN PRÁCTICA CON EL DAB. INCIDENCIAS DETECTADAS

Tras algo más de un año de operación con el Depósito de Agua Bruta se optó por su vaciado total a fin de comprobar el estado interno de la instalación, posible acumulación de sólidos y otras cuestiones que puedan informar sobre la correcta operativa a seguir con la nueva instalación.

En este sentido, tras vaciado la instalación interna (paramentos, muros interiores..) no presentaba signos de alteración, habiéndose retirado durante la limpieza tras el desagüe, un total de $13,5 \text{ m}^3$ de sólidos con una densidad relativa de 633 mg/L , lo que supuso un total de 8.546 kg . La limpieza de las paredes y fondo se llevó a cabo mediante manguero con agua a presión, sin necesidad de otras actuaciones más drásticas (Fotografía 5) salvo la de arrastre manual desde el fondo.

Por otro lado se procedió a la investigación de los sólidos acumulados en el fondo del DAB después de su secado (ver Fotografía 6, izqda.). El resultado de la investigación de la composición de



Fotografía 5: Limpieza mediante manguero de las acumulaciones algales en paredes interiores del DAB, tras un año de operativa.



Fotografía 6: Sólidos retirados del fondo del DAB, izqda.; crecimientos algales en paredes, dcha.

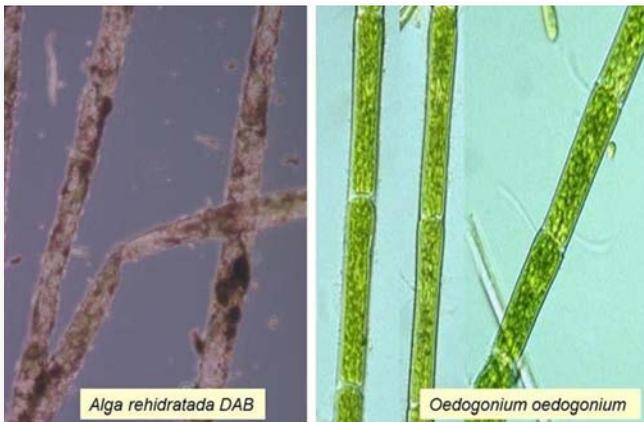
Tabla 2: Composición del residuo acumulado en el fondo del DAB tras 1 año.

% SOBRE TOTAL		% SOBRE TOTAL	
FE	8,103	HG	<0,001
MN	8,637	CR	0,022
AS	<0,001	P	0,658
PB	0,008	K	3,545
SE	0,184	MG	1,685
CU	0,016	CA	2,153
ZN	0,040	NA	0,439
NI	0,024	CO	0,014
CD	0,002	MATERIA ORGÁNICA	74,470

estos sólidos, tras digestión ácida, se recoge en la Tabla 2.

Del total de sólidos, casi el 75% correspondía a materia orgánica, y del resto de metales, los mayoritarios fueron Mn e Fe, con más del 8% cada uno, así como metales alcalinos y alcalinotérreos, también alrededor de un 8%. La procedencia de estos últimos correspondía a su presencia en el agua bruta, así como la del Fe, mientras que el elevado contenido en Mn, que

no correspondía a su contenido original en el agua bruta debía proceder del KMnO_4 dosificado en el DAB. En este sentido, considerando que el aporte de KMnO_4 a lo largo del período testado fue de 2.000 kg , la generación de dióxido de manganeso asociada, sólo por el reactivo, se situaría en unos 1.130 kg , en principio (obviando pérdidas, el 13% del total) correspondiendo el resto, unos 6.346 kg , a materias orgánicas, sólidos



Fotografía 7: Comparativa entre algas formadas en el DAB y bibliografía.

dos en suspensión y coloides, tanto orgánicos como inorgánicos que se retiran antes de llegar a Decantación, como se comentó anteriormente.

Por otra parte, se observó la aparición en las paredes del DAB de una acumulación de materias orgánicas con textura fibrosa y color verdoso, de apenas 1 mm de espesor, que en principio se indentificó con la presencia de elementos algales (Fotografía 6, dcha.). En cualquier caso, una vez a la intemperie, el proceso de secado no forzado implicó el desprendimiento de las acumulaciones observadas mediante un simple manguero con agua a presión, como se comentó anteriormente.

Al objeto de establecer el tipo de alga involucrada en el proceso se llevó a cabo la rehidratación del tejido y se sometió a visualización en microscopio. El resultado, a falta de otras comprobaciones filogenéticas más exhaustivas, demostró que el crecimiento parecía deberse a una acumulación de un tipo de alga clorofita, en concreto oedogonium oedogonium, habitual en depósitos de aguas brutas, o almacenamientos de aguas a la intemperie. En la Fotografía 7 se comparan las algas extraídas del DAB y posteriormente rehidratadas para su observación microscópica, con las existentes en bibliografía (falso color) con un aumento de (x85) en ambos casos. Se puede apreciar la presencia de filamentos

simples y de plasto parietal reticulado, característico de este tipo de algas.

En todo caso, la presencia de estos crecimientos algales no transmitió al agua ningún aspecto desfavorable ni incidió en aparición de olores/sabores en el agua ya tratada. No obstante, la acumulación de estos crecimientos debe alertar sobre la necesidad de proceder a una pre-oxidación más eficaz del agua bruta si se quiere limitarlos en un futuro.

CONCLUSIONES

El DAB ha supuesto el incremento de un 26% en el volumen total de agua en la ETAP, considerando la capacidad total de agua en los depósitos de agua tratada, y un 40% con respecto a la producción media de agua diaria (10 horas), potenciando la seguridad en el suministro a la ciudad de Córdoba ante incidencias.

Su puesta en marcha supuso un período de maduración del orden de 1 mes, durante el que la calidad del agua empeora, con aumentos de color y turbidez acusados.

Tras su paso por el DAB el agua ha experimentado una reoxigenación del 5% cuando hasta su entrada en servicio el contenido en O_2 disuelto del agua desde la fuente de captación a la ETAP se reducía en un 15%, con lo cual se reducen situaciones de anoxia que pudieran experimentarse. El pH se incrementó en 0,2 u. pH lo cual favorece el posterior tratamiento de coagu-

lación-floculación en la ETAP con sales de aluminio que no requiere alcalinización previa.

La utilización del DAB no implica sensibles diferencias en los rendimientos de potabilización logrados en la ETAP frente al período anterior: se consiguen rendimientos del 70% y del 92%, respectivamente en reducción de color y turbidez (2,4 mg/L de Pt-Co y 0,15 UNF, en agua tratada), y del 94% y del 96% en reducción de Fe y Mn (valores en agua tratada <5 $\mu\text{g/L}$ en el primer caso y <10 $\mu\text{g/L}$ en el segundo).

Además, se comprueba una reducción de la M.O. del agua tratada del 30% (2,1 mg/L en agua tratada) así como de su contenido en THM, con una concentración media de sólo 9 $\mu\text{g/L}$.

Con relación a la dosificación de reactivos en planta, se ha conseguido una reducción del 19% en coagulante debido a un efecto de decantador asociado al DAB.

Para el tratamiento de Fe y Mn del agua bruta, con la puesta en servicio del DAB se puede emplear KMnO_4 en dosis de hasta 0,4-0,5 g/m³ sin problemas de residuales posteriores, con lo cual todo el espectro de tratamiento que antes se hacía con ClO_2 (un 25% más caro) se puede asumir con KMnO_4 , reservando el ClO_2 para los episodios de niveles más altos de Mn-Fe.

Finalmente, tras un año de operación con el DAB se han retirado un total de 8.546 kg de sólidos y se ha observado la moderada proliferación de un alga clorofita (*Oedogonium oedogonium*) que se adhiere a las paredes internas del depósito pero que no presentó incidencia organoléptica posterior sobre el agua tratada. Además, su eliminación de las paredes mediante simple manguero fue muy fácil.

Como resumen, con esta nueva infraestructura se ha dotado de mayor versatilidad al proceso global de tratamiento disponible en la ETAP de Villa Azul y de una mayor seguridad en la disponibilidad del agua para el abastecimiento a la ciudad de Córdoba por parte de EMACSA.

AGRADECIMIENTOS

A Francisco Javier Rojas Moreno y Luis Alonso Pérez de Siles, personal técnico de EMACSA por su contribución al estudio realizado.

REFERENCIAS

Amer. Water Work Assoc. and Amer. Soc. of Civil Eng. *Water Treatment Plant Desing* (1.997). Ed. McGraw Hill (New York).

Degrèmont. *Memento Technique de l'eau*, (1.989). Ed. autor (París).

R. Marín Galvín. *Evolution of water quality in a reservoir used for human consumption: Guadalmellato* (1.980-1.991), (I y II). European Water Pollution Control, 3 y 4 (1.993), pág. 15-20 y 36-43.

R. Marín Galvín and J.M. Rodríguez Mellado, J.M. *A note on the use of chlorine dioxide vs. chlorine for potable water treatment*. Water SA, 19 (3) (1.993) pp. 231-234.

R. Marín Galvín. *Implicaciones del Decreto 70/2009 de la Junta de Andalucía: Práctica de la cloraminación como desinfección final del agua de Córdoba*. RE-TEMA, 23 (2.010) pp. 74-84.

R. Marín Galvín, M. De la Fuente Darder y M^a. Mar González Jiménez. *Utilidad práctica de diferentes reactivos aptos para potabilización de aguas*. INFOENVIRO, 9, (2.005), pp. 63-69.

R. Marín Galvín, J.C. Gómez Montes, M. De la Fuente Darder, M^a Mar González Jiménez y E. Merino Naz. *Utilidad y mejora en la explotación con el nuevo depósito de agua bruta de la ETAP de Villa Azul (EMACSA-Córdoba)*. Actas de ponencias presentadas a las XXXIV Jornadas Técnicas de AEAS (2.017) pp. 192-202.

Rodríguez, M.J., Rodríguez, G., Serodes, J. y Sadiq, R. *Sub-productos de la desinfección del agua potable: formación, aspectos sanitarios y reglamentación*. *Interciencia*, nov. (2.007), vol. 32 (11), 749-756 (y ref. citadas).

Tchobanoglous, G. and Schroeder, E.D. *Water Quality* (1.985). Adisson Wesley (Mass.). •

INGENIERIA MUNICIPAL

MEDIO AMBIENTE

EQUIPAMIENTO URBANO

SERVICIOS MUNICIPALES

RESIDUOS

ESPACIOS PÚBLICOS

agua profesional

año XXXIII • marzo 2018

FEMP CONFIRMA QUE LAS CORPORACIONES LOCALES PODRÁN INVERTIR LOS 5.000 MILLONES DE SUPERÁVIT DE 2017



Málaga, Sede Greencities 2018
Foro de inteligencia y sostenibilidad urbana

MOVILIDAD
LA CARRETERA HACIA
UN FUTURO ELÉCTRICO

PARJAP 2018
45 CONGRESO NACIONAL
DE PARQUES
& JARDINES PÚBLICOS